September 1986
(edited May 1991)
(updated October 1995)

Turbidity

Guideline

The maximum acceptable concentration (MAC) for turbidity in water entering a distribution system is 1 nephelometric turbidity unit (NTU), established on the basis of health considerations. A less stringent value for turbidity in water entering a distribution system may be permitted if it is demonstrated that the system has a history of acceptable microbiological quality and that a higher turbidity value will not compromise disinfection. An aesthetic objective of 5 NTU has been set for water at the point of consumption.

Definition and Measurement

Turbidity in water is caused by suspended matter, such as clay, silt, finely divided organic and inorganic matter, soluble coloured organic compounds, plankton and other microscopic organisms.[1] Turbidity measurements relate to the optical property of a water that causes light to be scattered and absorbed rather than transmitted in straight lines through the sample. It is a parameter whose significance is to a large extent dependent on the measurement technique. The total intensity and angular distribution of light scattered from turbid waters represent the overall effects of intraparticle and interparticle interactions and depend, in a complex manner, on such factors as the number, size, shape and refractive index of the foreign particles and the wavelength of the incident light. Complex though the factors are, a number of generalizations can be made.[2,3]

Large particles, with diameters greater than about 10 times the wavelength of the incident light, show predominantly forward scattering of the incident light. The angular distribution of the scattered light becomes more symmetrical as the particle size decreases, until, at diameters less than about 5% of the incident wavelength, the distribution is essentially spherically symmetrical. The degree of symmetry of scattered light is also a function of particle shape, particle size and the refractive index change across the particle/liquid interface. The shorter the wavelength of the incident light, the greater the scattering observed; indeed, for the smaller particles, there is an approximately 15-fold change of turbidity within the wavelength range of visible light. For a given light source and a given sample of suspended material, the measured turbidity will depend on the detector geometry. At high particle concentrations, scattered light can itself be rescattered before reaching the detector or observer. A point can therefore be reached at which the measured scatter decreases with further increases of particle concentration. Not only is it possible to measure the same scattered light intensity from two different concentrations of the same particles, but samples containing different particulate matter can give the same turbidity reading with widely different particle concentrations.

Several methods may be used in the measurement of water turbidity, but only two of these, nephelometry and turbidimetry, form the basis for present standard methods.[4–7] Historically, turbidity has been measured in wastewater and drinking water using the Jackson candle turbidimeter.[8] A Jackson turbidity unit (JTU) is an empirical measure of turbidity based on the depth of a sample water column that is just sufficient to extinguish the image of a burning standard candle observed vertically through the sample. A depth of 21.5 cm corresponds to 100 JTU.[6,7] As an alternative to JTU, turbidimeters can be calibrated in terms of the concentration (in mg/L) of suspended solids giving rise to a certain turbidity (a gravimetric definition). Diatomaceous earths are commonly used as materials to form the standard suspensions. This type of definition (sometimes called the Fuller's earth scale) is arbitrary and specific for the type and particle size of the clay used.[9] The Jackson candle turbidimeter is applicable only to turbidities greater than 25 JTU and, as such, has limited applicability to the monitoring of drinking water. Improved instruments that use electrical light sources and mirror optics, such as the Patterson turbidimeter,[4] can measure lower values.

The current method of choice for turbidity measurement, in both Canada and the United States, is the nephelometric method.[7,10–12] Nephelometric turbidimeters measure the intensity of light scattered at

90° to the path of the incident light. Differences in the physical design of such turbidimeters will cause differences in measured turbidity values. To minimize such differences, the light source, sample geometry and detector geometry are specifically defined, as is the calibration method.[7,10] Suspensions of formazin polymer have generally been adopted as the primary turbidity reference standard, although commercially prepared suspensions of styrene divinylbenzene beads are also available for use in standardization.[1,8] A suspension of formazin formed by the reaction of hydrazine sulphate (50 mg/L) with hexamethylenetetramine (500 mg/L) under carefully specified conditions has a defined turbidity of 40 NTU.[7,11] When measured on a candle turbidimeter, this standard suspension has a turbidity of about 40 JTU.[7] Note, however, that as there is no direct relationship between the intensity of light scattered at 90° and JTU, there is no basis for calibrating a nephelometer in terms of candle units.[7] Below 40 NTU, the turbidity of a sample, measured by the standard method, can be calculated directly (i.e., there is a linear response):[6,7]

turbidity = (instrument reading of scattered light) (NTU per unit of instrument reading)

It is difficult to relate turbidity, as defined, to the weight concentration of suspended matter in natural water samples, because the size, shape and refractive index of the particulates also affect the light-scattering properties of the suspension.[1] Instrumental response depends on, among other factors, the whiteness or lustre of the particulate matter: white particles (e.g., formazin) give a more sensitive response than darker substances (e.g., Fuller's earth), and suspensions of finely divided carbon show essentially no response.[13]

Using special experimental methods, the nephelometric response of exhaustively filtered deionized water has been shown to be 0.022 ± 0.003 NTU, with a quartz–iodine light source.[14] Standard nephelometers, however, are able to respond to changes of only about 0.02 NTU at turbidities below 1 NTU.[7] The practical lower limit of the standard nephelometric method, therefore, is about 0.1 NTU; measurements of turbidities below this value are likely to be irreproducible and unreliable.[15] Reproducibilities of ±9.22, ±3.96 and ±1.68% at turbidity levels of 1, 10 and 40 NTU, respectively, have been reported from single-laboratory comparisons.[12] Air bubbles and dirty sample tubes can cause false high readings for turbidity; very turbid samples or samples with colour due to dissolved substances will give low readings.[7,12]

Turbidity as defined by the above methods is a non-specific measure of suspended solids concentration. Electronic particle counters are now available that are capable of accurately counting and recording the number of suspended particles as a function of size (often in the 1- to 150-µm range). Although there is a general relationship between particle counts and turbidity (below 1 NTU), a firm correlation does not exist.[16,17] Examples of findings from a surface water plant that demonstrate the sensitivity of particle counts are as follows:[17]

Turbidity (NTU)	Approximate particle counts/10 mL
5	200 000
1	60 000
0.5	10 000
0.1	200

The concentration of asbestos fibres, a possible component of suspended material in potable water, is generally measured using electron microscopy techniques.[18,19]

Occurrence

The particles that cause turbidity in water range in size from colloidal dimensions (approximately 10 nm) to diameters of the order of 0.1 mm and can be divided into three general classes: clays; organic particles resulting from decomposition of plant and animal debris; and fibrous particles from asbestos minerals.[20] Clay particles generally have an upper diameter limit of about 0.002 mm.

The major part of suspended material in most natural waters is made up of soil particles derived from the land surface by erosion. The coarser sand and silt fractions are at least partially coated with organic material. Clay particles have varied proportions of clay mineral components, usually the phyllosilicates, as well as non-clay material, such as iron and aluminum oxides and hydroxides, quartz, amorphous silica, carbonates and feldspar.[20] Clays and organic particles are often found together as a "clay–organic complex."[20] It is, to a certain extent, artificial to treat the organic (humic) component in isolation from the inorganic component when considering the behaviour of suspended matter. However, humic substances do have a much higher adsorptive capacity than inorganic clays (870 meq/100 g and 80–100 meq/100 g, respectively[21]), and it is likely that in many instances the effect of humic components predominates.

Asbestos, a group of naturally occurring hydrated silicate minerals possessing a fibrous morphology, is also an identified component of suspended material in drinking water supplies. Other sources of turbidity in raw water include inorganic precipitates, such as metal (iron or manganese) oxides and hydroxides, and biological organisms, such as algae, zooplankton and filamentous or macro bacterial growths.[22–24]

Levels of turbidity in raw water can range from <1 to >1000 NTU. Removal of turbidity is achieved by filtration and, especially to low levels, by a combination of coagulation, sedimentation and filtration. Coagulation is effected by cationic species (e.g., hydrated aluminum and ferric oxides) and cationic organic polyelectrolytes. The positive electrical charge destabilizes the negatively charged colloidal particles, which allows aggregation to occur via chemical and van der Waals interactions.[25,26] Filtration is carried out through sand beds or other single-, dual- or mixed-media granular filters. This treatment process is capable of producing water with a turbidity of 1 NTU or less.[27,28] Continuous monitoring of turbidity throughout the treatment stages is a valuable aid in attaining such a performance.[8]

Following filtration, turbidity in a waterworks may be detrimentally affected by a number of mechanisms, such as post-flocculation of escaped dissolved coagulants, oxidation of dissolved metals, bacterial and other microflora growths, chemical additions for stability or corrosion control, resuspension of deposited materials (especially in low-flow parts of the system), pipe corrosion or line breaks.[29–32] Uncovered distribution system reservoirs may also result in increased turbidities, mainly through biological production.[33,34]

The U.S. Public Health Service's survey of community water supply systems, published in 1970, found that 3% of the 969 systems surveyed supplied water with a turbidity in excess of 5 JTU.[35] An analysis of the public water supplies of the 100 largest cities in the United States in 1962 showed that the maximum turbidity encountered in finished water was 15 JTU, with minimum and median values of zero;[36] the zero values probably correspond to a turbidity level of less than about 1 or 2 JTU.[37] Since the 1975 promulgation of the U.S. National Interim Primary Drinking Water Regulations, which have a 1 NTU maximum contaminant level (MCL) (monthly average) for turbidity from surface water treatment (unless specially approved to a 5 NTU MCL), turbidity control has received more attention.[10,38] A more recent survey of U.S. utilities indicated a median maximum of 0.85 NTU.[39] Specific plant operational studies have indicated that low turbidities in plant effluent are readily achievable, although it is recognized that competent operations are required.[40–42]

No nation-wide survey has been published on turbidities in Canadian water supplies. Reported performances of surface water treatment from three areas in Canada suggested that turbidities of less than 0.5 NTU in plant effluent were generally maintained.[17,24,28]

Relationship with Other Water Quality Parameters

Turbidity can affect or be affected by the physical, microbiological, chemical and radiological characteristics of water. In general, the relationships between turbidity and other water quality parameters are due to the turbidity itself; the adsorptive and complexing capacity of the many types of particulates that contribute to turbidity; and the fact that particulate matter is a source of nutrients and protection for some micro-organisms.

Physical Characteristics

There is a considerable body of evidence that a large part of colour in water arises from colloidal particles. Black and co-workers used electrophoretic studies to demonstrate the predominantly colloidal nature of colour in water,[43,44] and it has been claimed that about 50% of colour is due to a "colloidal fraction" of humic substances.[45] True colour is therefore defined as the colour of water from which the turbidity has been removed.[46]

The relationship between high turbidity, in both raw and filtered water, and taste and odour has long been recognized.[47] Algal growths, actinomycetes and their debris contribute to taste and odour problems.[22] The increase in turbidity in the raw water supply during an epidemic of infectious hepatitis in Delhi, India, was also accompanied by objectionable taste and odour in the finished water.[48]

Microbiological Characteristics

The presence of turbidity can have significant effects on both the microbiological quality of drinking water and the detection of bacteria and viruses in the water. Microbial growth in water is most extensive on the surfaces of particles and inside loose flocs (both naturally occurring and of the kind formed during coagulation treatment). This occurs because nutrients adsorb to surfaces, and adsorbed bacteria are thus able to grow more efficiently than when in free suspension.[49,50] Similarly, it has been shown that river silt readily adsorbs viruses.[51] Historically, filtration has been demonstrated to provide a substantial barrier to disease-causing organisms.[52] During water treatment by coagulation, bacteria and viruses become trapped in the floc and are removed along with turbidity.[53,54] However, break-through of the floc in filter beds has been shown to be accompanied by an increase in virus penetration, even though the turbidity of the finished water remained below 0.5 JTU.[55] Studies have been reported that indicate bacteriological count reductions with decreasing filtrate turbidity and practically complete removal of algae and coliform bacteria with a 0.1 NTU effluent.[52] Turbidity increases in filter effluent can signal

the potential for increasing passage of unwanted organisms, even if the turbidity in the effluent is less than 1 NTU. For example, increasing concentrations of *Giardia* cysts can occur with turbidity increases of only 0.2 to 0.3 NTU.[56,57]

Particulate matter (e.g., organic, inorganic, higher micro-organisms) can protect bacteria and viruses from the effects of disinfection or act as a source or vector for organisms. Distribution system studies have shown some conflicting findings with respect to turbidity. Haas *et al.* noted that increasing values of pH, temperature and turbidity were associated with increasing concentrations of micro-organisms.[58] Standard plate count increases with increasing turbidity have also been found at turbidity levels less than 2 NTU.[59] Work by Goshko *et al.* also found positive correlations between standard plate counts and turbidities in the 0.83 to 8.89 NTU range.[60] On the other hand, a study reported by Reilly and Kippin suggested that turbidity above or below 1 NTU did not affect the frequency of occurrence of either coliforms or standard plate count organisms.[61] Sanderson and Kelly reported coliform organisms in water having turbidities ranging between 3.8 and 84 NTU even after treatment with chlorine (free chlorine residuals between 0.1 and 0.5 mg/L and a minimum contact time of 30 minutes).[62] A study by Neefe and co-workers showed that chlorination alone would not protect human volunteers from infectious hepatitis when water deliberately contaminated with faecal matter was ingested.[63] Only by treating the water samples by coagulation and filtration prior to chlorination could the water be rendered safe to drink.

LeChevallier *et al.* studied chlorination efficiencies on coliforms in unfiltered surface water supplies and found a negative correlation with turbidity.[64] A derived model predicted that an increase in turbidity from 1 to 10 NTU would result in an eightfold decrease in the disinfection efficiency at a constant chlorine dose. A study by Hoff, which examined the disinfection efficiencies related to turbidities of 1 and 5 NTU on poliovirus and sewage effluent coliforms, found that cell-associated viruses and coliforms were more resistant to disinfection, whereas the effects of turbidities induced by clay and aluminum phosphate were negligible.[65] The type of turbidity had the major impact. For organic particulates, a reduction of turbidity from 5 to 1 NTU reduced the concentrations of disinfectant-resistant organisms approximately fivefold.

Hoff and Geldreich reiterated the importance of particulate characteristics for protection effects.[66] Studies with ozone by Sproul *et al.* also confirmed that alum and bentonite afforded little protection to a variety of test organisms at 1 and 5 NTU, whereas faecal material, and particularly human epithelial carcinoma cells, did provide protection.[67] Chlorine dioxide studies by Scarpino *et al.* suggested that temperature and turbidity affected the rate of inactivation of bentonite-adsorbed poliovirus.[68] At 25°C, turbidities in excess of 2.29 NTU reduced inactivation rates.

Nagy and Olson reported an apparent correlation between turbidity and filamentous fungal colony forming units in chlorinated distribution systems.[30] The occurrence of free-living nematodes in municipal water supplies has been found to be relatively common in North America. Nematodes of the Rhabditidae family are known to ingest pathogenic bacteria and viruses and hence are able to protect them against the action of chlorine.[69] Studies on nematodes indicate a higher incidence in raw and treated waters when high raw water turbidities were encountered.[70,71] In a study of the San Francisco water supply, coliform organisms were detected in the presence of chlorine levels of 0.35 mg/L or greater. Crustaceans apparently harboured the coliforms; on passing through a spigot, the crustaceans were ruptured and viable coliforms were released.[72] In laboratory tests, the presence of various clays and humic acid was shown to protect *Klebsiella aerogenes* from disinfection by ultraviolet light.[73]

Chlorine (as hypochlorous acid) reacts readily with organic matter containing unsaturated linkages, phenolic groups and nitrogen groups, giving rise to taste- and odour-producing compounds[74] as well as trihalomethanes.[75] Hence, waters with high organic turbidity will give rise to a substantial chlorine demand, which could lead to a reduction in the free chlorine residual maintained in distribution systems as protection against possible recontamination. For Ottawa River plants, Otson *et al.* noted that turbidity increases had a strong correlation with increased pre-chlorination dosage requirements.[28] In Oregon surface waters, chlorine demand had a positive correlation with both turbidity and total organic carbon levels.[64] The resultant model suggested a 180% increase in chlorine demand for a turbidity increase from 1 to 5 NTU.

The presence of turbidity may also interfere with the quantitation of bacteria and viruses. Bacteria are enumerated by incubating bacterial cells on nutritive media for a fixed period of time and counting the number of visible colonies that form during the incubation period. It is assumed that each colony represents one cell; however, a single colony could result from a particle containing many bacterial cells adsorbed on its surface. Fewer cells than were actually present would then be recorded. This phenomenon would also lead to an underestimation of bacterial numbers with the most probable number technique. Geldreich *et al.* noted that turbidity in a potable water sample may preclude use of the membrane filter procedure because of the filterable volume, the character of the suspended material and the surficial deposit

thickness on the membrane.[76] Although crystalline or siliceous materials may not be a problem, other substances may clog filter pores or cause a confluent growth to develop during incubation. Coliform masking using the membrane filter technique has been observed, with the incidence of false-negative results being 17, 45 and over 80% for turbidities of ≤1, 5 and >10 NTU, respectively.[64,77] Additional studies suggested that turbidity *per se* up to values of approximately 10 NTU did not greatly affect coliform determinations, although associated non-coliform bacteria seriously inhibited detections.[78] Viruses can also be adsorbed on or within particulate matter and may be very difficult to elute; 1% recovery is not unusual.[55] In a recent review of virus detection methods, the authors concluded that there was no simple and accurate system available for enumerating viruses in highly turbid waters.[79]

Chemical Characteristics

The adsorption capacity of suspended particulates can lead to the entrapment of undesirable compounds (both inorganic and organic); as such, turbidity can bear an indirect relationship to the water quality parameters aimed at monitoring such compounds. Most important in this respect is the organic or humic component of turbidity.

Humic substances are able to bind substantial amounts of metals and hydrous oxides. Schnitzer and Kahn gave an excellent review of metal–humate complexes, the mechanism of their formation and their properties.[80] The ability of a number of natural waters in Ontario to complex copper has been demonstrated, with complexing capacities of up to 2.35 µmol Cu/L (0.149 mg/L) being reported.[81] A wide variety of heavy metal ions was found to be complexed in sediments of the Ottawa and Rideau rivers. A positive correlation between the unit surface area of the sediment and the concentration of adsorbed metal ions was observed.[82] In a study of mercury sorption and desorption characteristics of Ottawa River sediments, it was found that sorption rates are higher for organic-rich sands. Desorption of mercury was difficult, with less than 1% of the mercury being leached during a seven-hour contact period.[83] The strength of some metal–humate complexes may lead to negative errors in the analytical measurement of trace metals in natural water samples if turbidity exists.[84] One method that is used to remove undesirable metal ions during water treatment is adsorption with activated carbon. This process is aided by the presence of organic matter.[85]

Organic molecules are also adsorbed by natural organic matter. DDT, for example, is solubilized in 0.5% sodium humate solution by a factor of at least 20 over its solubility in pure water.[86] Herbicides such as 2,4-D, paraquat and diquat can be adsorbed onto clay–humic acid particulates, the adsorption being greatly influenced by metal cations present in the humic material.[87] The presence of turbidity, therefore, might also interfere with the detection of biocides in water samples.

Chlorination of water containing organic matter such as humic acids can produce trihalomethanes. Morris and Johnson observed a relationship between raw water turbidity and trihalomethane concentration in finished Iowa City water.[88] Stevens and co-workers found, in laboratory tests, that trihalomethane production was reduced if the water was filtered prior to chlorination.[89] Harms also reported that raw water turbidity was positively correlated with chloroform concentration in a South Dakota supply.[90] Potential trihalomethane control strategies, including alternative disinfectants, disinfectant application points and dosages and use of activated carbon, have implications related to turbidity concerns and effects.[91]

At the asbestos levels commonly found in drinking water (of the order of 10^4 to 10^6 fibres/L),[18] very little, if any, correlation has been observed between turbidity and asbestos concentration.[7,92,93] However, at high asbestos levels (10^9 to 10^{11} fibres/L), a general but non-linear relationship was reported.[94] Further studies on treatment efficiencies for asbestos removal have resulted in a recommendation by Logsdon and co-workers that plants designed for asbestos removal should produce filtered waters with turbidities 0.1 NTU or lower.[95,96] McGuire *et al.* suggested that this objective would help but not necessarily guarantee low asbestos counts ($<10^6$ fibres/L).[97] Boatman reported that turbidity could impede asbestos analyses because of restricted filter volumes.[19] Asbestos-cement pipes are used in some localities to transport drinking water, and it has been demonstrated that water with an aggressivity index of less than 10 can cause the release of asbestos fibres into the drinking water.[98]

Radiological Characteristics

There are several sources of radioactive contamination in potable water sources. They include dissolution of radioisotopes from natural formations, effluents from radioisotope manufacturing operations and nuclear generating stations and fallout from atomic detonations. In general, radioactivity in raw water sources is divided about equally between suspended solids and dissolved matter.[99,100] Fallout from atomic explosions, potentially the most hazardous to biological systems,[101] appears in surface waters predominantly as particulates.[99] Certain micro-organisms (e.g., plankton) have been shown to concentrate a variety of radionuclides.[101] Conventional water treatment, using coagulation, flocculation and filtration, removes essentially all suspended radioactive particles and some

of the dissolved radioactivity.[100] Softening or precipitation processes are effective for the removal of radium-226.[102]

Health Considerations

The most important health-related effect of turbidity is probably its ability to protect bacteria and viruses from the effects of disinfection. Hudson, using 1953 data on infectious hepatitis and raw water turbidity for 12 U.S. cities, observed that infectious hepatitis incidence was greater with higher turbidity.[103] A similar relationship appeared to exist between turbidity and cases of poliomyelitis, although this finding was based on a smaller sample.[103] However, Shaffer *et al.* reported detection of poliovirus in waters with chlorine concentrations greater than 1 mg/L and turbidities less than 1 NTU.[104] Although a study of 16 U.S. cities in 1961 failed to reveal a clearly defined relationship between hepatitis incidence and finished water turbidity, the authors stated that, because of the many factors involved, it should not be inferred that there is none.[105] The infectious hepatitis epidemic in Delhi, India, occasioned by the massive contamination by sewage of the raw water source of a treatment plant, was also accompanied by a significant increase in raw water turbidity. Even though chlorination was practised, it was apparently insufficient to inactivate the infectious hepatitis virus.[48] The protection offered by organic or cellular material in particular has been reported in other studies.[65–67]

An outbreak of giardiasis in Rome, New York, where an unfiltered but chlorinated water supply was used, has been cited as illustrating the problem of particulates possibly protecting pathogens and interfering with marginal disinfection.[93] In another incident, high turbidities (>4 NTU), due to poor plant operation coupled with a malfunctioning chlorinator, were considered as causal factors in an outbreak.[52] In most water treatment plants, *Giardia* removal is a physical process involving coagulation, flocculation and filtration, because chlorine contact times are insufficient to result in complete disinfection.[106] In this case, monitoring of turbidity can be a useful indicator of plant performance, including cyst removal. Studies have shown that small increases in turbidity (about 0.2 NTU) can result in significant passage of *Giardia* cysts.[56] It has been suggested that 0.1 NTU should be set as a goal or objective for treated water.[52,56,106,107] However, giardiasis problems have occurred where turbidity limits have been met, and it cannot be assumed that a turbidity limit by itself will prevent water-borne disease.[57,108]

Particulate materials in water are usually not in themselves potential hazards, but they may have indirect effects.[20] The concentrations of heavy metal ions and biocides are usually much higher in suspended solids than in water. The possibility exists, therefore, that when such contaminated particles enter a different environment, for example, the stomach, release of the pollutants could occur, with possibly deleterious effects.

The metal–ligand binding in humate complexes can be represented by the equation:[80]

$$M^{m+} + H_mA \leftrightarrow MA^{n-m} + mH$$

where:
- M^{m+} = the metal ion
- H_mA = humic acid
- MA = the metal complex.

If the hydrogen ion concentration is increased, as, for example, by stomach acid, the equilibrium will be displaced in favour of the free ion and the undissociated humic acid. Similarly, it has been demonstrated that the absorption of some herbicides, in particular s-triazine compounds, by soil organic matter is pH dependent. Maximum absorption occurs at pH levels in the vicinity of the respective pK values of the herbicides—pH levels of about 4 to 6. Lowering or raising the pH decreases absorption and hence may lead to the release of free herbicides.[109]

Other Considerations

In *Canadian Drinking Water Standards and Objectives 1968*,[110] the turbidity limit was based predominantly on aesthetic grounds. It is generally accepted that turbidity above 5 JTU is objectionable to consumers.[111]

Because of the nature of the measurement, turbidity does not indicate the type, number or mass of particles. However, because of the ease of analysis and relative inexpensiveness of the equipment, it is a very useful tool to assess the performance of water treatment processes—especially for conventional surface water systems. Moreover, turbidity can serve to signal potential contamination problems or difficulties within a distribution system.

Rationale

1. Control of turbidity in public drinking water supplies is important for both health and aesthetic reasons. Excessive turbidity detracts from the appearance of treated water and can interfere with disinfection processes and the maintenance of a chlorine residual. It can serve as a source of nutrients for microorganisms as well as interfering with their enumeration. The adsorptive properties of suspended particles can lead to a concentration of heavy metal ions and biocides in turbid waters. Turbidity has also been related to trihalomethane formation in chlorinated water. In addition, turbidity has often been associated with unacceptable tastes and odours.

2. Viable coliform bacteria have been detected in waters with turbidities higher than 3 NTU even in the presence of free chlorine residuals of up to 0.5 mg/L and after a contact time in excess of 30 minutes. Positive coliform tests have also been reported in water supplies where chlorination is the only treatment provided. Outbreaks of disease traced to chlorinated water supplies have been associated with high turbidity. The occurrence and persistence of micro-organisms within distribution systems have been correlated with turbidity and other factors.

3. The effect of turbidity on disinfection efficiency may be frequently related to the type and nature of the particulates. Surface water sources in particular may be susceptible to organic substances and undesired organisms that can impede disinfection or otherwise cause drinking water quality problems. Appropriate technology is available to treat and monitor turbidity to low levels. Therefore, the maximum acceptable concentration (MAC) for turbidity in water entering distribution systems has been set at 1 NTU. Provision of treated water at or below this limit will minimize the introduction of unfavourable particulate and biological matter into the distribution system and thereby render better disinfection opportunity, effectiveness and maintenance. Special site-specific problems may require more rigorous attention for the production of low-turbidity water.

4. Certain water supplies, such as groundwater, may contain non-organic–based turbidity, which may not seriously hinder disinfection. Therefore, a value greater than the MAC (1 NTU) for turbidity in water entering the distribution system may be permitted if the water system demonstrates a history of acceptable microbiological quality and that the less stringent value will not compromise disinfection.

5. Turbidity in excess of 5 NTU becomes apparent and may be objected to by a majority of consumers. Therefore, an aesthetic objective of 5 NTU has been set for water at the point of consumption.

References

1. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Pollution Control Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 17th edition. Washington, DC. p. 2-12 (1989).

2. Black, A.P. and Hannah, S.A. Measurement of low turbidities. J. Am. Water Works Assoc., 57: 901 (1965).

3. McCluney, W.R. Radiometry of water turbidity measurements. J. Water Pollut. Control Fed., 47: 252 (1975).

4. Eden, G.E. The measurement of turbidity in water. Proc. Soc. Water Treat. Exam., 14: 27 (1965).

5. American Water Works Association Task Group Report. Progress toward a filtrability index test. J. Am. Water Works Assoc., 51: 1539 (1959).

6. American Society for Testing and Materials. Standard test methods for turbidity of water, D1889-81. 1982 annual book of ASTM standards. Part 31. Water. p. 250. Philadelphia, PA (1977).

7. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Pollution Control Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14th edition. p. 131. Washington, DC (1976).

8. Hach, C.C. Understanding turbidity measurement. Ind. Water Eng., 9(2): 18 (1972).

9. Packman, R.F. The preparation of turbidity standards. Proc. Soc. Water Treat. Exam., 11: 64 (1962).

10. U.S. Environmental Protection Agency. National interim primary drinking water regulations. EPA-570/9-76-003, Office of Water Supply, Washington, DC. p. 12 (1976).

11. U.S. Environmental Protection Agency. Turbidity. In: Methods for chemical analysis of water and wastes. EPA-625-6-74-003a. p. 295 (1976).

12. Traversy, W.J. Turbidity. In: Methods for chemical analysis of waters and wastewaters. Water Quality Division, Inland Waters Branch, Department of Fisheries and Forestry, Ottawa. p. 167 (1971).

13. Roberts, K.J. Turbidity—A relationship between the types of particulate matter and measured turbidity. In: Proceedings of the 95th Annual Conference of the American Water Works Association, June, Minneapolis, MN. Paper 28-b (1975).

14. Eichner, D.W. and Hach, C.C. How clear is clear water. Water Sewage Works, 118: 299 (1971).

15. Roberts, K.J. Personal communication. Water Technology Section, Pollution Control Planning Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, April (1978).

16. Beard, J.D. and Tanaka, T.S. A comparison of particle counting and nephelometry. J. Am. Water Works Assoc., 59: 533 (1977).

17. Gammie, L. Particle counting and turbidity in water treatment. In: Proceedings of the 36th Annual Convention, Western Canada Water and Sewage Conference, September 19–21 (1984).

18. Department of National Health and Welfare. A national survey for asbestos fibres in Canadian drinking water supplies. 79-EHD-4, Environmental Health Directorate (1979).

19. Boatman, E.S. Analyzing asbestos fibers in water by means of transmission electron microscopy. J. Am. Water Works Assoc., 74: 533 (1982).

20. National Academy of Sciences. Drinking water and health. Chap. IV. U.S. National Research Council, Washington, DC (1977).

21. Narkis, N. and Rebhun, M. The mechanism of flocculation processes in the presence of humic substances. J. Am. Water Works Assoc., 67: 101 (1975).

22. Mackenthun, K.M. and Keup, L.E. Biological problems encountered in water supplies. J. Am. Water Works Assoc., 62: 520 (1970).

23. Kay, G.P., Sykora, J.L. and Burgess, R.A. Algal concentration as a quality parameter of finished drinking waters in and around Pittsburgh, Pa. J. Am. Water Works Assoc., 72: 162 (1980).

24. Foley, P.D. Experience with direct filtration at Ontario's Lake Huron treatment plant. J. Am. Water Works Assoc., 72: 162 (1980).

25. Stumm, W. and O'Melia, C.R. Stoichiometry of coagulation. J. Am. Water Works Assoc., 60: 514 (1968).

26. Stumm, W. and Morgan, J.J. Chemical aspects of coagulation. J. Am. Water Works Assoc., 54: 971 (1962).

27. Logsdon, G.S. Treatment techniques for the removal of turbidity from drinking water. In: Manual of treatment techniques for meeting the interim primary drinking water regulations. EPA-600/8-77-005, revised April 1978, U.S. Environmental Protection Agency. p. 37 (1978).

28. Olson, R., Williams, D.T. and Bothwell, P.D. Comparison of trihalomethane levels and other water quality parameters for three treatment plants on the Ottawa River. Environ. Sci. Technol., 15: 1075 (1981).

29. Stinson, K.B. Treated water forever pure? Water Eng. Manage., 129: 34 (1982).

30. Nagy, L.A. and Olson, B.H. The occurrence of filamentous fungi in drinking water distribution systems. Can. J. Microbiol., 28: 667 (1982).

31. Curry, M.D. Is your water stable and what difference does it make. J. Am. Water Works Assoc., 70: 506 (1978).

32. Johnson, M.L. and Doe, P.W. Designing and constructing the Trap Falls water treatment plant. J. Am. Water Works Assoc., 75: 124 (1983).

33. Committee Report. Deterioration of water quality in large distribution reservoirs (open reservoirs). J. Am. Water Works Assoc., 75: 313 (1983).

34. Silverman, G.S., Nagy, L.A. and Olson, B.H. Variations in particulate matter, algae, and bacteria in an uncovered, finished-drinking-water reservoir. J. Am. Water Works Assoc., 75: 191 (1983).

35. McCabe, L.J., Symons, J.M., Lee, R.D. and Robeck, G.G. Survey of community water supply systems. J. Am. Water Works Assoc., 62: 670 (1970).

36. Dufor, C.N. and Becker, E. Selected data on public supplies of the 100 largest cities in the United States, 1962. J. Am. Water Works Assoc., 56: 237 (1964).

37. Baylis, J.R. Operator's viewpoint. J. Am. Water Works Assoc., 52: 1169 (1960).

38. Stachs, J.H. and Pontius, F.W. An overview of water treatment practices in the United States. J. Am. Water Works Assoc., 76: 73 (1984).

39. Hoehn, R.C. and Johnson, J.D. Disinfection, water quality control, and safety practices of the water quality industry in 1978 in the United States. J. Am. Water Works Assoc., 75: 51 (1983).

40. Atherton, T. and Goss, J. Low turbidity water from fast processes. Water Eng. Manage., 128: 40 (1981).

41. Burnham, R.A. and Trinka, W.C. Packaged plant treats turbidity. Water Eng. Manage., 129: 56 (1982).

42. Morand, J.M. and Young, M.J. Performance of package water treatment plants for small communities. In: Proceedings of the American Water Works Association Seminar on Innovative Filtration Techniques, Las Vegas, NV. p. 129 (1983).

43. Black, A.P. and Willems, D.G. Electrophoretic studies of coagulation for removal of organic color. J. Am. Water Works Assoc., 53: 589 (1961).

44. Black, A.P. and Christman, R.F. Characteristics of colored surface waters. J. Am. Water Works Assoc., 55: 753 (1963).

45. Pennanen, V. Humus fractions and their distribution in some lakes in Finland. In: Humic substances, their structure and function in the biosphere. D. Povoledo and H.L. Golterman (eds.). Pudoc, Wageningen, The Netherlands. p. 207 (1975).

46. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Pollution Control Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14th edition. Washington, DC. p. 64 (1976).

47. Atkins, P.F. and Tomlinson, H.D. Evaluation of daily carbon chloroform extracts with CAM. Water Sewage Works, 110: 281 (1963).

48. Dennis, J.M. 1955–56 infectious hepatitis epidemic in Delhi, India. J. Am. Water Works Assoc., 51: 1288 (1959).

49. Brock, T.D. Principles of microbial ecology. Prentice-Hall, NJ. p. 72 (1966).

50. Stotzky, G. Influence of clay minerals on microorganisms. III. Effect of particle size, cation exchange capacity, and surface area on bacteria. Can. J. Microbiol., 12: 1235 (1966).

51. Berg, G. Removal of viruses from sewage, effluents, and waters. 2. Present and future trends. Bull. W.H.O., 49: 461 (1973).

52. Logsdon, G.S. and Lippy, E.C. The role of filtration in preventing waterborne disease. J. Am. Water Works Assoc., 74: 649 (1982).

53. Clarke, N.A., Berg, G., Kabler, P.W. and Chang, S.L. Human enteric viruses in water: source, survival and removability. Adv. Water Pollut. Res., 2: 523 (1964).

54. Foliguet, J.M. and Doncoeur, F. Élimination des enterovirus au cours du traitement des eaux d'alimentation par coagulation–floculation–filtration. Water Res., 9: 953 (1975).

55. Robeck, G.G., Clarke, N.A. and Dostal, K.A. Effectiveness of water treatment processes in virus removal. J. Am. Water Works Assoc., 54: 1275 (1962).

56. Logsdon, G.S., Thurman, V.C., Frinot, E.S. and Stoecker, J.G. Evaluating sedimentation and various filter media for removal of *Giardia* cysts. J. Am. Water Works Assoc., 77: 61 (1985).

57. Cleasby, J.L. Slow sand filtration and direct in-line filtration of a surface water. In: Proceedings of the American Water Works Association Seminar on Innovative Filtration Techniques, Las Vegas, NV. p. 1 (1983).

58. Haas, C.N., Meyer, M.A. and Paller, M.S. Microbial alterations in water distribution systems and their relationship to physical-chemical characteristics. J. Am. Water Works Assoc., 75: 475 (1983).

59. Snead, M.C., Olivieri, V.P., Kruse, C.W. and Kawata, K. Benefits of maintaining a chlorine residual in water supply systems. EPA-600/2-80-010, U.S. Environmental Protection Agency, June (1980).

60. Goshko, M.S., Minnigh, H.A., Pipes, W.O. and Christian, R.R. Relationships between standard plate counts and other parameters in water distribution systems. J. Am. Water Works Assoc., 75: 568 (1983).

61. Reilly, J.K. and Kippin, J.S. Relationship of bacterial counts with turbidity and free chlorine in two distribution systems. J. Am. Water Works Assoc., 75: 309 (1983).

62. Sanderson, W.W. and Kelly, S. Comments following a paper by N.A. Clarke *et al.*, reference 53.

63. Neefe, J.R., Baty, J.B., Reinhold, J.G. and Stokes, J., Jr. Inactivation of the virus of infectious hepatitis in drinking water. Am. J. Public Health, 37: 365 (1947).

64. LeChevallier, M.W., Evans, T.M. and Seidler, R.J. Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water. Appl. Environ. Microbiol., 42: 159 (1981).

65. Hoff, J.C. The relationship of turbidity to disinfection of potable water. Evaluation of the microbiology standards for drinking water. EPA-570/9-78-OOC, U.S. Environmental Protection Agency. p. 103 (1978).

66. Hoff, J.C. and Geldreich, E.E. Comparison of the biocidal efficiency of alternative disinfectants. J. Am. Water Works Assoc., 73: 40 (1981).

67. Sproul, O.J., Buck, C.E., Emerson, M.A., Boyce, D., Walsh, D. and Howser, D. Effect of particulates on ozone disinfection of bacteria and viruses in water. EPA-600/2-79-089, U.S. Environmental Protection Agency, August (1979).

68. Scarpino, P.V., Brigano, F.A.O., Cronier, S. and Zink, M.L. Effect of particulates on disinfection of enteroviruses in water by chlorine dioxide. EPA-600/2-79-054, U.S. Environmental Protection Agency, July (1979).

69. Chang, S.L., Woodward, R.L. and Kabler, P.W. Survey of free-living nematodes and amebas in municipal supplies. J. Am. Water Works Assoc., 52: 613 (1960).

70. Mott, J.B., Mulamoottil, G. and Harrison, A.D. A 13-month survey of nematodes at three water treatment plants in Southern Ontario, Canada. Water Res., 15: 729 (1981).

71. Tombes, A.S., Abernathy, A.R., Welch, D.M. and Lewis, S.A. The relationship between rainfall and nematode density in drinking water. Water Res., 13: 619 (1979).

72. Tracy, H.W., Camarena, V.M. and Wing, F. Coliform persistence in highly chlorinated waters. J. Am. Water Works Assoc., 58: 1151 (1966).

73. Bitton, G., Henis, Y. and Lahav, N. Effect of several clay minerals and humic acid on the survival of *Klebsiella aerogenes* exposed to ultraviolet irradiation. Appl. Microbiol., 23: 870 (1972).

74. Sawyer, C.N. and McCarty, P.L. Residual chlorine and chlorine demand. In: Chemistry for sanitary engineers. 2nd edition. Chap. 21. McGraw-Hill, Toronto (1967).

75. Rook, J.J. Chlorination reactions of fulvic acids in natural waters. Environ. Sci. Technol., 11: 478 (1977).

76. Geldreich, E.E., Allen, M.J. and Taylor, R.H. Interferences to coliform detection in potable water supplies. In: Evaluation of the microbiology standards for drinking water. EPA-570/9-78-OOC, U.S. Environmental Protection Agency. p. 13 (1978).

77. Seidler, R.J. and Evans, T.M. Project summary—Persistence and detection of coliforms in turbid finished drinking water. EPA-600/S2-82-054, U.S. Environmental Protection Agency, August (1982).

78. Herson, D.S. and Victoreen, H.T. Hindrance of coliform recovery by turbidity and non-coliforms. EPA-600/2-80-097, U.S. Environmental Protection Agency, August (1980).

79. Fenters, J.D. and Reed, J.M. Viruses in water supply. J. Am. Water Works Assoc., 69: 328 (1977).

80. Schnitzer, M. and Kahn, S.U. Humic substances in the environment. Marcel Dekker, New York, NY. p. 204 (1972).

81. Chau, Y.K. and Lum-She-Chan, K. Measurement of complexing capacity of lake waters. In: Humic substances, their structure and function in the biosphere. D. Povoledo and H.L. Golterman (eds.). Pudoc, Wageningen, The Netherlands. p. 11 (1975).

82. Oliver, B.G. Heavy metal levels of Ottawa and Rideau river sediments. Environ. Sci. Technol., 7: 135 (1973).

83. Ramamoorthy, S. and Rust, R.R. Mercury sorption and desorption characteristics of some Ottawa River sediments. Can. J. Earth Sci., 13: 530 (1976).

84. Gardiner, J. The chemistry of cadmium in natural water—1. A study of cadmium complex formation using the cadmium specific-ion electrode. Water Res., 8. 23 (1974).

85. Culp, G.L. and Culp, R.L. New concepts in water purification. Van Nostrand Reinhold, Toronto. p. 221 (1974).

86. Wershaw, R.L., Burcar, P.J. and Goldberg, M.C. Interaction of pesticides with natural organic material. Environ. Sci. Technol., 3: 271 (1969).

87. Kahn, S.U. Adsorption of 2,4-D from aqueous solution by fulvic acid–clay complex. Environ. Sci. Technol., 4: 236 (1974).

88. Morris, R.L. and Johnson, L.G. Agricultural runoff as a source of halomethanes in drinking water. J. Am. Water Works Assoc., 68: 492 (1976).

89. Stevens, A.A., Slocum, C.J., Seeger, D.R. and Robeck, G.G. Chlorination of organics in drinking water. J. Am. Water Works Assoc., 68: 615 (1976).

90. Harms, L.L. and Looyenga, R.W. Preventing haloform formation in drinking water. EPA-600/2-80-091, U.S. Environmental Protection Agency, August (1980).

91. American Water Works Association. Treatment techniques for controlling trihalomethanes in drinking water (1982).

92. Logsdon, G.S. and Symons, J.M. Removal of asbestiform fibers by water filtration. J. Am. Water Works Assoc., 69: 499 (1977).

93. Symons, J.M. and Hoff, J.C. Rationale for turbidity maximum contaminant level. Presented at 3rd Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Atlanta, GA, December 8–10 (1975).

94. Lawrence, J. and Zimmerman, H.W. Asbestos in water: mining and processing effluent treatment. J. Water Pollut. Control Fed., 49: 156 (1977).

95. Logsdon, G.S., Evavold, G.L., Patton, J.L. and Watkins, J. Filter plant design for asbestos fiber removal. Am. Soc. Civ. Eng. J. Environ. Eng. Div., 109: 900 (1983).

96. Logsdon, G.S., Symons, J.M. and Sorg, T.J. Monitoring water filters for asbestos removal. Am. Soc. Civ. Eng. J. Environ. Eng. Div., 107: 1297 (1981).

97. McGuire, M.J., Bowers, A.E. and Bowers, D.A. Optimizing large-scale water treatment plants for asbestos-fiber removal. J. Am. Water Works Assoc., 75: 364 (1983).

98. Farren, E.F., Buelow, R.W., Thurnau, R.C., Gardels, M., Sorrell, R.K., Snyder, P. and Dressman, R.C. Water quality deterioration in the distribution system. Presented at 5th Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Kansas City, MO, December (1977).

99. Setter, L.R., Regnier, J.E. and Diephaus, E.A. Radioactivity of surface waters in the United States. J. Am. Water Works Assoc., 51: 1377 (1959).

100. Straub, C.P. Significance of radioactivity data. J. Am. Water Works Assoc., 53: 704 (1961).

101. Davis, J.J. Dispersion of radioactive materials by streams. J. Am. Water Works Assoc., 50: 1505 (1958).

102. Sorg, T.J. and Logsdon, G.S. Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for inorganics: part 5. J. Am. Water Works Assoc., 72: 411 (1980).

103. Hudson, H.E. High-quality water production and viral disease. J. Am. Water Works Assoc., 54: 1265 (1962).

104. Shaffer, P.T.B., Metcalf, T.G. and Sproul, O.J. Chlorine resistance of poliovirus isolants recovered from drinking water. Appl. Environ. Microbiol., 40: 1115 (1980).

105. Taylor, F.B., Eagen, J.H., Smith, H.F.A., Jr., and Coene, R.F. The case for water-borne infectious hepatitis. Am. J. Public Health, 56: 2093 (1966).

106. Lin, S.D. *Giardia lamblia* and water supply. J. Am. Water Works Assoc., 77: 40 (1985).

107. American Water Works Association. AWWA statement of policy: quality goals for potable water. J. Am. Water Works Assoc., 60: 1317 (1968).

108. Committee Report. Waterborne disease in the United States and Canada. J. Am. Water Works Assoc., 73: 528 (1981).

109. Schnitzer, M. and Kahn, S.U. Humic substances in the environment. Marcel Dekker, New York, NY. p. 286 (1972).

110. Department of National Health and Welfare. Canadian drinking water standards and objectives 19[illegible] p. 19 (1968).

111. U.S. Department of Health, Education and Welfare. Public Health Service drinking water standards, revised 1962. Environmental Control Administration, Rockville, MD. p. 21 (1962).

Septembre 1986
(révisé en mai 1991)
(mis à jour en octobre 1995)

La turbidité

Recommandation

Pour des considérations sanitaires, la concentration maximale acceptable (CMA) pour la turbidité de l'eau à l'entrée d'un réseau de distribution a été fixée à 1 unité néphélométrique de turbidité (UNT). Une limite moins contraignante pour la turbidité de l'eau à l'entrée d'un réseau de distribution peut être permise s'il est démontré que le réseau a, historiquement, une qualité microbiologique acceptable et qu'une valeur plus élevée de turbidité ne nuira pas à la désinfection. Un objectif esthétique de 5 UNT a été fixé pour l'eau au point de consommation.

Définition et mesure

La turbidité de l'eau vient de la présence de diverses matières en suspension telles que limon, argile, matières organiques et inorganiques en fines particules, composés organiques colorés solubles, plancton et autres microorganismes.[1] La turbidité correspond à la propriété optique de l'eau qui fait que la lumière incidente est diffusée et absorbée plutôt que transmise en ligne droite à travers un échantillon. Il s'agit d'un paramètre dont la signification dépend beaucoup de la technique de mesure utilisée. L'intensité totale et la distribution angulaire de la lumière diffusée par de l'eau trouble sont le résultat des effets cumulés des interactions intraparticulaires et interparticulaires et sont liées par un ensemble de relations complexes à des facteurs comme la quantité de matières étrangères, leur taille, leur forme et leur indice de réfraction ainsi que la longueur d'onde de la lumière incidente. Toutefois, cette complexité n'exclut pas la possibilité de faire un certain nombre de généralisations.[2,3]

Les grosses particules, de diamètre supérieur à 10 fois la longueur d'onde de la lumière incidente, diffusent principalement la lumière incidente vers l'avant. La symétrie de la distribution angulaire de la lumière diffusée augmente avec la réduction de la taille des particules jusqu'à atteindre une symétrie essentiellement sphérique dans le cas des particules dont le diamètre est inférieur à environ 5 pour cent de la longueur d'onde incidente. Le degré de symétrie de la lumière diffusée est également fonction de la forme des particules, de leur taille et du changement de l'indice de réfraction à l'interface particule-liquide. Plus la longueur d'onde de la lumière incidente est courte, plus la diffusion est importante. De fait, on observe dans le cas des petites particules une augmentation de la turbidité d'environ 15 fois d'une extrémité à l'autre du spectre des longueurs d'onde de la lumière visible. La mesure de turbidité d'un échantillon d'une matière en suspension donnée traversé par une source de lumière donnée est fonction de la géométrie du détecteur. Lorsque la concentration de particules est élevée, la lumière diffusée peut être rediffusée avant d'être captée par le détecteur ou l'observateur. Par conséquent, on peut atteindre un point où la diffusion mesurée décroît avec l'augmentation de la concentration particulaire. Non seulement est-il possible de mesurer les mêmes valeurs de turbidité pour deux concentrations différentes du même type de particules, mais des types différents de particules en concentrations très différentes peuvent avoir les mêmes valeurs de turbidité.

Il existe plusieurs méthodes pour mesurer la turbidité de l'eau, mais seulement deux d'entre elles, la néphélométrie et la turbidimétrie, sont à la base des méthodes normalisées actuelles.[4-7] Dans le passé, le turbidimètre à bougie de Jackson a servi à mesurer la turbidité des échantillons d'eaux usées et d'eau potable.[8] Une unité Jackson de turbidité (UJT) constitue une mesure empirique de la turbidité qui correspond pour un échantillon à la hauteur de la colonne d'eau à laquelle la flamme d'une bougie normalisée observée verticalement cesse tout juste d'être visible. Une hauteur de 21,5 cm correspond à 100 UJT.[6,7] Une autre possibilité consiste à étalonner les turbidimètres en fonction d'une concentration (mg/L) de solides en suspension causant une turbidité donnée (définition gravimétrique). La terre à diatomées est habituellement utilisée comme matériau pour préparer les suspensions étalons. Ce type de définition (appelée parfois l'échelle de la terre de Fuller) est arbitraire et varie selon la nature et la taille des particules d'argile utilisées.[9] Le turbidimètre à bougie de

Jackson ne s'applique qu'aux turbidités supérieures à 25 UJT, ce qui par conséquent limite son utilité pour la surveillance de l'eau potable. Des instruments perfectionnés utilisant des sources de lumière électriques et des miroirs, comme le turbidimètre de Patterson,[4] peuvent mesurer des valeurs plus faibles.

La méthode de choix actuellement au Canada et aux États-Unis pour mesurer la turbidité est la méthode néphélométrique.[7,10-12] Les turbidimètres néphélométriques mesurent l'intensité de la lumière diffusée à un angle de 90° par rapport à la lumière incidente. Les valeurs de turbidité obtenues avec ces appareils sont fonction de leur conception matérielle. Pour remédier à ce problème, on définit précisément la source de lumière, la géométrie de l'échantillon et du détecteur ainsi que la méthode d'étalonnage.[7,10] En règle générale, on emploie des suspensions de formazine comme étalon de référence principal, bien qu'il existe également des préparations commerciales de billes de divinylbenzène-styrène en suspension utilisées pour l'étalonnage.[1,8] Une suspension de formazine produite par la réaction du sulfate d'hydrazine (50 mg/L) et de l'hexaméthylène- tétramine (500 mg/L) dans des conditions rigoureuse- ment établies a une turbidité définie de 40 UNT.[7,11] La mesure de cette suspension avec un turbidimètre à bougie donne une turbidité voisine de 40 UJT.[7] Il faut toutefois prendre note que, puisqu'il n'existe pas de lien direct entre l'intensité de la lumière diffusée à 90° et les UJT, on ne peut étalonner un néphélomètre en unités UJT.[7] Pour les valeurs inférieures à 40 UNT, il est pos- sible de calculer directement (la réponse étant linéaire) la turbidité d'un échantillon mesurée par la méthode normalisée :[6,7]

$$\text{turbidité} = \frac{\text{(lecture de la lumière diffusée par l'appareil de mesure)}}{\text{(UNT par unité de lecture de l'appareil)}}$$

Il est difficile de lier la turbidité, telle qu'elle est définie, à la concentration massique des matières en suspension dans des échantillons d'eau naturelle, car la taille, la forme et l'indice de réfraction des particules influent également sur le pouvoir de la suspension à diffuser la lumière.[1] La lecture faite par un appareil dépend, entre autres, de la blancheur ou du lustre des matières particulaires : elle sera beaucoup plus élevée pour des particules blanches (p. ex. : la formazine) que pour des particules plus foncées (p. ex. : la terre de Fuller) et sera pratiquement nulle pour des suspensions de carbone en fines particules.[13]

On a obtenu, au moyen de méthodes expérimentales spéciales faisant appel à une lampe à vapeur d'iode, une lecture néphélométrique de 0,022 ± 0,003 UNT pour un échantillon d'eau désionisée et filtrée jusqu'à élimination presque totale des particules en suspension.[14] Cependant, les néphélomètres usuels ne peuvent détecter que des variations d'environ 0,02 UNT lorsque la turbidité est inférieure à 1 UNT.[7] Par conséquent, le seuil de détection pratique de la méthode néphélométrique usuelle est d'environ 0,1 UNT; en dessous de cette valeur, la reproductivité et la fiabilité des mesures seront vraisemblablement douteuses.[15] Ainsi, des comparaisons de mesures intralaboratoires[12] ont permis d'observer des écarts de ±9,22, ±3,96 et ±1,68 pour cent pour des turbidités de 1, 10 et 40 UNT respectivement. Des bulles d'air et des tubes d'échantillonnage sales peuvent causer des lectures de turbidité faussement élevées. Par contre, des échantillons très troubles ou colorés par des substances dissoutes vont donner des lectures faibles.[7,12]

La turbidité telle qu'elle est définie dans les méthodes décrites ci-haut correspond à une mesure non spécifique de la concentration de solides en suspension. Il existe maintenant des compteurs électroniques de particules qui peuvent déterminer et enregistrer avec précision le nombre de particules en suspension en fonction de leur taille (souvent dans une gamme de tailles de 1 à 150 µm). Toutefois, bien qu'il y ait une relation générale entre le nombre de particules et la turbidité (inférieure à 1 UNT), il ne s'agit pas d'une corrélation forte.[16,17] Les résultats obtenus d'une usine de traitement des eaux de surface qui montrent la sensibilité des compteurs de particules sont présentés dans le tableau suivant :[17]

Turbidité (UNT)	Nombre approximatif de particules/10 mL
5	200 000
1	60 000
0,5	10 000
0,1	200

La concentration de fibres d'amiante, une composante possible des matières en suspension dans l'eau potable, est mesurée généralement au moyen de techniques de microscopie électronique.[18,19]

Présence dans l'environnement

La taille des particules à l'origine de la turbidité de l'eau varie d'environ 10 nm (particules colloïdales) jusqu'à 0,1 mm de diamètre. On peut diviser ces particules en trois classes : les argiles; les particules organiques résultant de la décomposition végétale et animale; et les particules fibreuses des minerais d'amiante.[20] Le diamètre maximal des particules argileuses est habituellement d'environ 0,002 mm.

La plus grande partie des matières en suspension dans la plupart des eaux naturelles est constituée de particules de sol arrachées à la surface terrestre par l'érosion. Les fractions plus grossières de sable et de limon sont enrobées au moins partiellement de matières

organiques. Les particules d'argile comportent des proportions variables de minéraux argileux, habituellement des *phyllosilicates, ainsi que de* matériaux non argileux comme des oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium, du quartz, de la silice amorphe, des carbonates et du feldspath.[20] Les argiles et les particules organiques forment souvent des complexes.[20] La distinction entre les composantes organiques (humiques) et les composantes inorganiques est artificielle lorsque l'on considère le comportement des matières en suspension. Cependant, les substances humiques ont une capacité d'adsorption beaucoup plus grande que les argiles (inorganiques), soit 870 méq/100 g et de 80 à 100 méq/100 g respectivement,[21] et il est probable que dans de nombreux cas l'effet des composantes humiques prédominera.

L'amiante, une variété fibreuse de minéraux naturels à base de silicate hydraté, est également une composante reconnue des matières en suspension dans l'eau potable. La turbidité de l'eau brute peut également être attribuable à la présence de précipités inorganiques comme des oxydes et des hydroxydes métalliques (fer ou manganèse) et d'organismes biologiques comme les algues, le zooplancton et les bactéries filamenteuses ou en amas.[22-24]

La turbidité de l'eau brute peut varier de moins de 1 UNT à plus de 1 000 UNT. On élimine la turbidité par filtration et, en particulier lorsque la turbidité est faible, en combinant coagulation, sédimentation et filtration. La coagulation est effectuée à l'aide d'espèces cationiques (aluminium hydraté et oxydes ferriques) et de polyélectrolytes organiques cationiques : la charge électrique positive déstabilise les particules colloïdales chargées négativement, ce qui favorise leur agrégation par la formation de liaisons chimiques ou par l'intervention des forces de van der Waals.[25,26] La filtration s'effectue au moyen de lits de sable ou d'autres filtres granulaires à matériaux uniques, doubles ou composites. Ce traitement permet de produire une eau dont la turbidité est de 1 UNT ou moins,[27,28] surtout lorsqu'une surveillance continuelle de la turbidité est assurée à toutes les étapes du traitement.[8]

Cependant, la turbidité peut s'accroître dans le réseau de distribution d'eau après l'étape de la filtration. Divers mécanismes entrent alors en jeu : postfloculation de coagulants résiduaires dissous, oxydation de métaux dissous, croissance de bactéries et d'autres organismes de la microflore, ajouts de produits chimiques stabilisants ou anticorrosifs, remise en suspension de la matière déposée (particulièrement dans les sections du système à faible débit), corrosion ou rupture de la canalisation.[29-32] La turbidité peut également s'accroître dans les réseaux de distribution dotés de réservoir à ciel ouvert principalement en raison de la production biologique.[33,34]

Le Service de santé publique des États-Unis a réalisé une enquête sur des systèmes municipaux d'approvisionnement en eau et les résultats publiés en 1970 font état d'une turbidité supérieure à 5 UJT dans 3 pour cent des 969 systèmes d'approvisionnement en eau étudiés.[35] Une autre étude portant sur les approvisionnements en eau publique des 100 plus grandes villes des États-Unis en 1962 a permis d'observer une turbidité maximale de l'eau traitée de 15 UJT pour une turbidité médiane et minimale de zéro,[36] la valeur zéro correspondant probablement à une turbidité réelle inférieure à environ 1 ou 2 UJT.[37] Aux États-Unis, l'élimination de la turbidité a reçu plus d'attention depuis la promulgation en 1975 des National Interim Primary Drinking Water Regulations, qui fixent à 1 UNT la limite maximale de contaminants (moyenne mensuelle) dans les eaux de surface traitées (sauf dans certains cas reconnus où elle peut être de 5 UNT).[10,38] On a observé au cours d'une étude plus récente des services publics américains une turbidité maximale médiane de 0,85 UNT.[39] Des études sur le fonctionnement d'usines particulières ont démontré qu'il est déjà possible de limiter la turbidité à de faibles valeurs dans les effluents d'usines, bien qu'on reconnaisse la nécessité que les traitements soient faits par du personnel compétent.[40-42]

Au Canada, il n'existe pas d'enquête à l'échelle nationale sur la turbidité des approvisionnements en eau. Cependant, les rendements du traitement des eaux de surface dans trois régions du Canada laissent croire que la turbidité des effluents des usines de traitement est généralement limitée à moins de 0,5 UNT.[17,24,28]

Relations avec d'autres paramètres de qualité de l'eau

La turbidité peut modifier les propriétés physiques, microbiologiques, chimiques et radiologiques de l'eau ou être modifiée par ces dernières. Règle générale, la relation entre la turbidité et d'autres paramètres de qualité de l'eau dépend de la turbidité elle-même, de la capacité d'adsorption et du pouvoir complexant des nombreux types de particules qui causent la turbidité et du fait que la matière particulaire constitue une source de nutriments et d'abri pour certains microorganismes.

Propriétés physiques

On trouve nombre d'indications selon lesquelles la couleur de l'eau serait en grande partie attribuable à la présence de particules colloïdales. Ainsi, Black *et al.* ont démontré au moyen d'études électrophorétiques l'origine essentiellement colloïdale de la couleur de l'eau;[43,44] on a soutenu qu'environ 50 pour cent de la couleur de l'eau est attribuable à la «fraction colloïdale»

des substances humiques.[45] Par conséquent, la couleur réelle de l'eau est obtenue après élimination de la turbidité.[46]

On sait depuis longtemps qu'il existe une relation entre une turbidité élevée, dans l'eau brute comme dans l'eau filtrée, et le goût et l'odeur de l'eau.[47] Les algues, les actinomycètes et leurs débris contribuent à modifier ces caractéristiques.[22] À Delhi, en Inde, on a remarqué au cours d'une épidémie d'hépatite infectieuse que l'accroissement de la turbidité de l'eau brute entraînait une altération du goût et de l'odeur de l'eau traitée.[48]

Propriétés microbiologiques

La turbidité peut avoir des effets importants sur la qualité microbiologique de l'eau potable et sur la détection des bactéries et des virus qui s'y trouvent. La croissance microbienne dans l'eau est particulièrement marquée à la surface des particules et à l'intérieur des flocs à faible cohérence (qui sont présents naturellement dans l'eau ou qui se forment pendant l'étape de la coagulation). Ce phénomène résulte de l'adsorption à la surface des particules d'éléments nutritifs et de bactéries, ce qui permet à ces bactéries adsorbées de croître plus efficacement que les bactéries en suspension libre.[49,50] On a observé le même phénomène pour le limon des rivières qui adsorbe facilement les virus.[51] On sait depuis longtemps que la filtration constitue une barrière efficace contre les organismes pathogènes.[52] Dans le traitement par coagulation, les bactéries et les virus sont emprisonnés dans le floc et sont éliminés en même temps que la turbidité.[53,54] Toutefois, on a démontré que le passage du floc (crevaison) à travers les lits filtrants s'accompagnait d'une augmentation de la pénétration des virus et ce, même si la turbidité de l'eau traitée demeurait inférieure à 0,5 UJT.[55] Des études ont également démontré une diminution de la numération bactérienne liée à une réduction de la turbidité du filtrat ainsi qu'une élimination presque complète des algues et des bactéries coliformes dans des effluents ayant une turbidité de 0,1 UNT.[52] Une turbidité accrue dans les eaux filtrées peut indiquer que des organismes indésirables échappent en nombre de plus en plus grand à la filtration, même si la turbidité de l'effluent est inférieure à 1 UNT. Par exemple, une augmentation de la turbidité de seulement 0,2 à 0,3 UNT se traduit par une augmentation des concentrations de kystes de *Giardia*.[56,57]

La matière particulaire (matière organique ou inorganique, microorganismes supérieurs) peut protéger les bactéries et les virus contre les effets de la désinfection ou servir de source ou de vecteur pour des organismes. Des études sur des réseaux de distribution ont donné des résultats contradictoires en ce qui a trait à la turbidité. Haas *et al.* ont signalé que des valeurs croissantes de pH, de température et de turbidité étaient liées à des concentrations croissantes de microorganismes.[58] On a également remarqué une augmentation des valeurs de la numération standard sur plaque en fonction d'un accroissement de la turbidité pour des valeurs de turbidité inférieures à 2 UNT.[59] Les travaux de Goshko *et al.* ont également mis en évidence des corrélations positives entre les valeurs de la numération standard sur plaque et la turbidité dans une plage allant de 0,83 à 8,89 UNT.[60] Par contre, une étude de Reilly et Kippin laisse supposer que la turbidité, inférieure ou supérieure à 1 UNT, n'influe aucunement sur la fréquence des coliformes ni des organismes observés par numération standard sur plaque.[61] Sanderson et Kelly ont signalé la présence d'organismes coliformes dans des eaux dont la turbidité variait de 3,8 à 84 UNT, même après un traitement au chlore (concentration de chlore résiduel libre dans l'eau entre 0,1 et 0,5 mg/L et temps de contact minimal de 30 minutes).[62] De plus, l'étude de Neefe et ses collaborateurs a montré que la chloration seule ne protégeait pas des volontaires contre l'hépatite infectieuse après consommation d'eau intentionnellement contaminée par des matières fécales.[63] L'eau n'a pu être consommée en toute sécurité que lorsque la chloration a été précédée d'un traitement par coagulation et filtration.

LeChevallier *et al.* ont étudié l'efficacité de la chloration contre les coliformes dans des approvisionne-ments en eau de surface non filtrée et ont noté une corrélation négative avec la turbidité.[64] Un modèle a permis de prévoir qu'un accroissement de la turbidité de 1 à 10 UNT se traduirait, à une dose de chlore constante, par une efficacité de désinfection huit fois moindre. Les résultats d'une étude de Hoff portant sur l'efficacité de la désinfection contre le poliovirus et les coliformes des eaux usées en fonction de turbidités variant entre 1 et 5 UNT indiquent que les virus et les coliformes infectant des cellules ont mieux résisté à la désinfection, alors que les effets de la turbidité causée par de l'argile et le phosphate d'aluminium ont été négligeables.[65] La source de turbidité a ainsi joué le rôle le plus important. Dans le cas des particules organiques, une diminution de la turbidité de 5 à 1 UNT a eu pour effet de réduire d'environ cinq fois la concentration d'organismes résistants au désinfectant.

Hoff et Geldreich ont réaffirmé le rôle important que jouent les caractéristiques des particules dans le phénomène de protection.[66] Sproul *et al.* ont également confirmé au cours d'études portant sur l'ozone que l'alun et la bentonite assuraient peu de protection aux divers organismes testés à des turbidités de 1 et de 5 UNT, alors que les matières fécales et, notamment, les cellules humaines épithéliomateuses assuraient effectivement une protection.[67] Une étude de Scarpino *et al.* sur le dioxyde de chlore laisse croire que la température et la turbidité ont influé sur le taux d'inactivation

des poliovirus adsorbés par la bentonite.[68] À 25°C, une turbidité supérieure à 2,29 UNT a entraîné une réduction des taux d'inactivation.

Nagy et Olson ont signalé une corrélation apparente entre la turbidité et les unités de champignons filamenteux formant des colonies dans des réseaux de distribution contenant du chlore.[30] La présence de nématodes libres dans les réseaux municipaux de distribution d'eau est relativement courante en Amérique du Nord. Des nématodes de la famille des Rhabditidae peuvent ingérer des bactéries et des virus pathogènes et les protéger ainsi contre l'action du chlore.[69] Des études ont montré une incidence plus élevée de nématodes dans les eaux brutes et traitées lorsque la turbidité des eaux brutes était plus grande.[70,71] Au cours d'une étude sur l'approvisionnement en eau de la ville de San Francisco, on a détecté la présence de coliformes à des concentrations de chlore égales ou supérieures à 0,35 mg/L. Les crustacés semblent également abriter les coliformes; le passage dans un robinet a entraîné le broyage de crustacés et la libération de coliformes viables.[72] Des tests en laboratoire ont démontré que la présence de diverses argiles et d'acide humide protégeait *Klebsiella aerogenes* contre la désinfection par les rayons ultraviolets.[73]

Le chlore (comme l'acide hypochloreux) réagit facilement avec les matières organiques comptant des liaisons insaturées, les groupements phénoliques et les groupements azotés pour former des composés causant des problèmes de goût et d'odeur[74] ainsi que des trihalométhanes.[75] Ainsi, des eaux à forte turbidité d'origine organique créent une demande élevée de chlore qui se traduit par une réduction du chlore libre résiduel servant à protéger les réseaux de distribution contre une recontamination possible. Dans des usines de traitement de la rivière des Outaouais, Otson *et al.* ont remarqué que l'accroissement de la turbidité était fortement corrélé à l'augmentation des doses nécessaires à la préchloration.[28] Dans des eaux de surface de l'Oregon, la demande de chlore a été positivement corrélée aux concentrations de turbidité et de carbone organique total.[64] Le modèle construit à partir de ces résultats a permis de prévoir une augmentation de 180 pour cent de la demande de chlore lorsque la turbidité passe de 1 à 5 UNT.

La turbidité peut également nuire au dénombrement des bactéries et des virus. Le dénombrement des bactéries se fait par incubation de cellules bactériennes sur des milieux nutritifs pendant une période de temps fixée et détermination des colonies visibles qui se forment pendant la période d'incubation. On suppose que chacune des colonies provient d'une seule cellule. Toutefois, une colonie unique pourrait résulter de la croissance de nombreuses bactéries adsorbées à la surface d'une particule. Dans ce cas, le nombre réel de bactéries serait sous-évalué. De la même manière, ce phénomène entraînerait une sous-évaluation du nombre de bactéries avec la technique du nombre le plus probable. Geldreich *et al.* ont observé que la turbidité d'un échantillon d'eau potable peut interdire l'utilisation de la technique de filtration sur membranes en raison du volume filtrable, de la nature de la matière en suspension et de l'épaisseur des dépôts superficiels sur la membrane.[76] Bien que les matériaux cristallins ou siliceux peuvent ne pas poser de problème, d'autres substances peuvent obstruer les pores du filtre ou provoquer une croissance confluente pendant l'incubation. On a observé avec la technique de filtration sur membranes un phénomène de masquage des coliformes qui s'est traduit par une augmentation de l'incidence des faux négatifs atteignant 17, 45 et plus de 80 pour cent à des turbidités de ≤1, 5 et >10 UNT, respectivement.[64,77] D'autres études laissent entendre que la turbidité en soi, jusqu'à des valeurs d'environ 10 UNT, n'influe pas de façon importante sur le dénombrement des coliformes, bien que des bactéries non coliformes associées aient grandement limité la détection.[78] Les virus peuvent également être adsorbés à la surface de matières particulaires ou s'infiltrer à l'intérieur de ces dernières; ils deviennent alors difficiles à extraire. Il arrive souvent qu'on ne puisse extraire que 1 pour cent des virus.[55] Les auteurs d'une récente évaluation des méthodes de détection virale arrivent à la conclusion qu'il n'existe pas de système simple et précis de dénombrement des virus dans les eaux fortement troubles.[79]

Propriétés chimiques

La capacité d'adsorption des particules en suspension peut favoriser le piégeage de composés indésirables (organiques et inorganiques); de ce fait, la turbidité peut avoir un lien indirect avec les paramètres de qualité de l'eau utilisés pour surveiller ces composés indésirables. À cet égard, la composante organique ou humique de la turbidité est des plus importantes.

Les substances humiques peuvent se lier avec un grand nombre de métaux et d'oxydes hydratés. Schnitzer et Kahn ont fait une excellente revue des complexes métaux–humate, des mécanismes de leur formation et de leurs propriétés.[80] On a démontré la capacité d'un certain nombre de sources d'eaux naturelles de l'Ontario de complexer le cuivre et on a signalé des pouvoirs complexants atteignant 2,35 µmol Cu/L (0,149 mg/L).[81] De plus, on a découvert qu'une grande variété d'ions de métaux lourds se complexaient dans les sédiments des rivières des Outaouais et Rideau et qu'il existait une corrélation positive entre la surface unitaire des sédiments et la concentration d'ions métalliques adsorbés.[82] Au cours d'une étude portant sur les caractéristiques de sorption et de désorption du mercure dans les sédiments de la rivière des Outaouais, on a remarqué des taux de

sorption plus élevés dans les sables riches en matières organiques. Par contre, la désorption se faisait difficilement, moins de 1 pour cent du mercure étant lessivé pendant une période de contact de sept heures.[83] La force de cohésion des complexes métaux–humate peut provoquer des faux négatifs lorsqu'il s'agit de faire des mesures analytiques de métaux à l'état de traces dans des échantillons d'eau naturelle trouble.[84] L'adsorption sur charbon activé constitue une méthode pour éliminer les ions métalliques indésirables pendant le traitement de l'eau. Cette méthode est plus efficace en présence de matières organiques.[85]

Des molécules organiques peuvent également être adsorbées par des matières organiques naturelles. Par exemple, la solubilité du DDT est 20 fois plus élevée dans une solution sodium-humate à 0,5 pour cent que dans l'eau pure.[86] Des herbicides comme le 2,4-D, le paraquat et le diquat peuvent être adsorbés par des particules formées d'argile et d'acide humique, ce phénomène étant grandement lié à la présence de cations métalliques dans la matière humique.[87] Par conséquent, la turbidité peut également gêner la détection de biocides dans des échantillons d'eau.

La chloration de l'eau chargée de matières organiques comme des acides humiques peut entraîner la formation de trihalométhanes. Morris et Johnson ont observé une relation entre la turbidité de l'eau brute et la concentration de trihalométhanes dans l'eau traitée de la ville d'Iowa City.[88] Stevens et ses collaborateurs ont découvert au cours d'expériences en laboratoire que la filtration de l'eau avant la chloration réduisait la production de trihalométhanes.[89] Harms a également signalé une corrélation positive entre la turbidité de l'eau brute et la concentration de chloroforme dans un réseau de distribution d'eau du South Dakota.[90] Les stratégies qui visent à réduire la concentration de trihalométhanes dans l'eau potable, en faisant intervenir de nouveaux désinfectants, les points d'application et les doses de désinfectants ainsi que l'utilisation du charbon activé, influent sur la question de la turbidité.[91]

On n'a observé qu'une corrélation très faible ou nulle entre la turbidité et la concentration d'amiante dans l'eau pour les quantités d'amiante normalement présentes dans l'eau potable[7,92,93] (de l'ordre de 10^4 à 10^6 fibres/L).[18] Toutefois, lorsque les concentrations d'amiante sont élevées (10^9 à 10^{11} fibres/L), on a signalé une relation générale mais non linéaire.[94] D'autres études portant sur l'efficacité des traitements visant à éliminer l'amiante ont amené Logsdon et ses collaborateurs à recommander que les usines conçues pour éliminer l'amiante produisent des eaux filtrées d'une turbidité égale ou inférieure à 0,1 UNT.[95,96] McGuire *et al.* ont laissé entendre que cet objectif aiderait à réduire le nombre de fibres d'amiante (<10^6 fibres/L), sans nécessairement garantir un tel résultat.[97] Boatman a signalé que la turbidité pouvait nuire à la détection de l'amiante en raison des volumes de filtration réduits.[19] Des canalisations en amiante-ciment sont également utilisées dans certaines localités pour distribuer l'eau potable et on a démontré que de l'eau ayant un indice d'agressivité inférieur à 10 provoque la libération de fibres d'amiante dans l'eau potable.[98]

Propriétés radiologiques

On dénombre plusieurs sources de contamination radioactive de l'eau potable, y compris la dissolution d'isotopes radioactifs à partir de formations naturelles, les effluents d'entreprises fabriquant des isotopes radioactifs et de centrales nucléaires, ainsi que les retombées d'explosions atomiques. En règle générale, la radioactivité dans les sources d'eau brute se répartit à peu près également entre les solides en suspension et la matière dissoute.[99,100] Les retombées d'explosions atomiques, peut-être les plus dangereuses pour les systèmes biologiques,[101] se retrouvent dans les eaux de surface surtout sous forme de particules.[99] On a montré que certains microorganismes (p. ex. : le plancton) concentrent une variété de radionucléides.[101] Un traitement classique de l'eau par coagulation, floculation et filtration, élimine pratiquement toutes les particules radioactives en suspension et une partie des éléments radioactifs dissous.[100] Les méthodes d'adoucissement et de précipitation sont également efficaces pour éliminer le radium-226.[102]

Effets sur la santé

Le plus important effet lié à la santé qui caractérise la turbidité est probablement sa capacité de protéger les bactéries et les virus contre la désinfection. En examinant des données de 1953 sur l'incidence de l'hépatite infectieuse et la turbidité de l'eau brute pour douze villes américaines, Hudson a constaté que l'incidence de cette maladie augmentait avec la turbidité de l'eau brute.[103] Il semblerait également qu'une relation semblable existait entre la turbidité et la poliomyélite, bien que cette relation ait été observée à l'aide d'un échantillon plus petit.[103] Cependant, Shaffer *et al.* ont signalé la détection du poliovirus dans des eaux dont la concentration de chlore était supérieure à 1 mg/L et la turbidité inférieure à 1 UNT.[104] De plus, bien que les auteurs d'une étude datée de 1961 portant sur seize villes américaines n'aient pas décelé une relation clairement définie entre l'incidence de l'hépatite et la turbidité de l'eau traitée, ils ont affirmé que le grand nombre de facteurs en cause ne permettait toutefois pas de déduire que cette relation n'existait pas.[105] L'épidémie d'hépatite infectieuse survenue à Delhi, en Inde, attribuable à la contamination en masse d'une source d'eau brute alimentant une usine de traitement par des eaux usées, s'est également

accompagnée d'un augmentation importante de la turbidité de l'eau brute. Dans ce cas, la chloration a été apparemment insuffisante pour inactiver le virus de l'hépatite infectieuse.[48] D'autres études ont également permis de mettre en évidence la protection offerte par les matières organiques ou les matières cellulaires en particulier.[65-67]

On a cité la poussée de giardiase survenue à Rome, ville de l'État de New-York alimentée par de l'eau chlorée non filtrée, pour illustrer le problème des particules pouvant abriter des pathogènes et nuire à la désinfection marginale.[93] Dans un autre incident, la turbidité élevée (>4 UNT), résultant du mauvais fonctionnement d'une usine de traitement et de la présence d'un chlorateur défectueux, a été considérée comme le facteur responsable d'une poussée de maladie.[52] Dans la plupart des usines de traitement, l'élimination de *Giardia* est assurée par un processus physique combinant la coagulation, la floculation et la filtration, parce que le temps de contact au cours de la chloration est insuffisant pour assurer une désinfection complète.[106] Dans ce cas, la surveillance de la turbidité devient un indicateur précieux du rendement de l'usine, y compris de sa capacité à éliminer les kystes. Des études ont démontré que de légères augmentations de la turbidité (environ 0,2 UNT) peuvent se traduire par un accroissement du nombre de kystes de *Giardia* qui échappent à la filtration.[56] On a proposé la valeur de 0,1 UNT comme objectif de turbidité pour les eaux traitées.[52,56,106,107] Cependant, des cas de giardiase se sont manifestés malgré le respect de cette limite pro-posée; on ne peut donc supposer qu'en elle-même une limite de turbidité soit une garantie absolue contre les maladies transmises par l'eau.[57,108]

Habituellement, les matériaux particulaires présents dans l'eau ne constituent pas en soi un danger, mais ils peuvent avoir des effets indirects.[20] Ainsi, les concentrations d'ions de métaux lourds et de biocides sont généralement plus élevées dans les solides en suspension que dans l'eau. Par conséquent, il existe une possibilité que ces particules contaminées, en entrant dans un milieu différent, comme l'estomac, libèrent les polluants qui pourraient être nocifs pour l'organisme.

La liaison métal–ligand dans les complexes métaux–humate se définit par l'équation suivante :[80]

$$M^{m+} + H_mA \leftrightarrow MA^{(n-m)+} + mH$$

où :
- M^{m+} = ion métallique
- H_mA = acide humique
- MA = complexe métallique.

Si la concentration d'ions hydrogène augmente, par exemple, en présence d'acide gastrique, l'équilibre de la réaction se déplacera pour favoriser la formation d'ions libres et d'acide humique non dissocié. De la même façon, on a démontré que l'absorption de certains herbicides, notamment des composés s-triazine, par les matières organiques du sol est dépendante du pH. L'absorption maximale survient à des pH se rapprochant des valeurs de pK de chacun des pesticides, soit des pH d'environ 4 à 6. Une augmentation ou une diminution du pH réduit l'absorption et peut, par conséquent, entraîner une libération d'herbicides libres.[109]

Autres considérations

Dans les *Normes et objectifs de l'eau potable au Canada, 1968*,[110] la limite de turbidité a été fondée principalement sur des critères esthétiques. On admet généralement qu'une turbidité supérieure à 5 UJT est inacceptable aux yeux des consommateurs.[111]

Par leur nature même, les mesures de turbidité ne précisent pas les caractéristiques des particules, comme leur type, leur masse ou leur nombre. Cependant, en raison de la simplicité de la méthode d'analyse et des coûts relativement faibles de l'équipement, cette mesure constitue un outil très utile pour évaluer le rendement de méthodes de traitement de l'eau, particulièrement dans le cas des systèmes traditionnels de traitement des eaux de surface. De plus, la turbidité peut servir à indiquer des problèmes de contamination possibles ou des difficultés au sein du réseau de distribution.

Justifications

1. La surveillance de la turbidité dans les réseaux publics de distribution d'eau potable s'avère importante sur les plans sanitaire et esthétique. Une turbidité excessive altère l'aspect de l'eau traitée et peut nuire au processus de désinfection ainsi qu'au maintien d'une concentration de chlore résiduel suffisante dans le réseau de distribution. Les particules causant la turbidité peuvent servir d'éléments nutritifs pour des micro-organismes ou nuire à leur dénombrement. Le pouvoir adsorbant des particules en suspension peut provoquer l'accumulation d'ions de métaux lourds et de biocides dans les eaux troubles. On a également établi un lien entre la turbidité et la formation de trihalométhanes dans les eaux chlorées. De plus, la turbidité a souvent été reliée à des goûts et des odeurs inacceptables.

2. Des bactéries coliformes viables ont été décelées dans des eaux dont la turbidité était supérieure à 3 UNT, malgré la présence de chlore libre résiduel à une concentration atteignant 0,5 mg/L et d'un temps de contact supérieur à 30 minutes. Des tests de recherche ont révélé la présence de coliformes dans des sources d'eau traitée uniquement par chloration. Des poussées de maladie liées à des approvisionnements en eau chlorée ont été reliées à une turbidité élevée. La présence de micro-organismes et leur survie prolongée dans des réseaux de distribution ont également été corrélées à la turbidité et à d'autres facteurs.

3. L'effet de la turbidité sur l'efficacité de la désinfection peut fréquemment être lié au type et à la nature des particules. Les sources d'eau de surface sont particulièrement exposées à la contamination par des substances organiques et des organismes indésirables qui peuvent nuire à la désinfection ou créer d'autres problèmes du point de vue de la qualité de l'eau potable. Il existe des techniques qui permettent de réduire la turbidité de l'eau et de vérifier que la turbidité demeure faible. Par conséquent, la concentration maximale acceptable (CMA) pour la turbidité de l'eau à l'entrée des réseaux de distribution d'eau a été fixée à 1 UNT. Le respect de cette limite dans le cas de l'eau traitée réduira à un minimum l'introduction dans le réseau de distribution de particules et de matières biologiques nuisibles et améliorera ainsi les conditions et l'efficacité de la désinfection, tout en prolongeant l'effet de cette dernière. Certains problèmes particuliers rencontrés à des endroits précis peuvent nécessiter une attention plus soutenue afin qu'on puisse obtenir une eau de faible turbidité.

4. Certaines sources d'eau, comme les eaux souterraines, peuvent présenter une turbidité qui n'est pas d'origine organique et qui, de ce fait, peut ne pas gêner de façon importante la désinfection. Par conséquent, une valeur plus élevée que la CMA (1 UNT) pour la turbidité de l'eau à l'entrée du réseau de distribution peut être permise s'il est démontré que le réseau a, historiquement, une qualité microbiologique acceptable et que cette valeur moins contraignante ne nuira pas à la désinfection.

5. Une turbidité supérieure à 5 UNT devient visible et peut être rejetée par la majorité des consommateurs. Par conséquent, un objectif esthétique de 5 UNT a été établi pour l'eau au point de consommation.

Références bibliographiques

1. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Pollution Control Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 17e édition. Washington, DC. p. 2-12 (1989).

2. Black, A.P. et Hannah, S.A. Measurement of low turbidities. J. Am. Water Works Assoc., 57: 901 (1965).

3. McCluney, W.R. Radiometry of water turbidity measurements. J. Water Pollut. Control Fed., 47: 252 (1975).

4. Eden, G.E. The measurement of turbidity in water. Proc. Soc. Water Treat. Exam., 14: 27 (1965).

5. American Water Works Association Task Group Report. Progress toward a filtrability index test. J. Am. Water Works Assoc., 51: 1539 (1959).

6. American Society for Testing and Materials. Standard test methods for turbidity of water, D1889-81. 1982 annual book of ASTM standards. Part 31. Water, p. 250. Philadelphia, PA (1977).

7. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Pollution Control Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14e édition. p. 131. Washington, DC (1976).

8. Hach, C.C. Understanding turbidity measurement. Ind. Water Eng., 9(2) : 18 (1972).

9. Packman, R.F. The preparation of turbidity standards. Proc. Soc. Water Treat. Exam., 11: 64 (1962).

10. U.S. Environmental Protection Agency. National interim primary drinking water regulations. EPA-570/9-76-003, Office of Water Supply, Washington, DC, p. 12 (1976).

11. U.S. Environmental Protection Agency. Turbidity. Dans : Methods for chemical analysis of water and wastes. EPA-625-6-74-003a, p. 295 (1976).

12. Traversy, W.J. Turbidity. Dans : Methods for chemical analysis of waters and wastewaters. Division de la qualité de l'eau, Direction des eaux intérieures, ministère des Pêches et Forêts, Ottawa. p. 167 (1971).

13. Roberts, K.J. Turbidity—A relationship between the types of particulate matter and measured turbidity. Dans : Proceedings of the 95th Annual Conference of the American Water Works Association, juin, Minneapolis, MN. Document 28-b (1975).

14. Eichner, D.W. et Hach, C.C. How clear is clear water. Water Sewage Works, 118: 299 (1971).

15. Roberts, K.J. Communication personnelle. Section de l'eau potable. Direction des ressources en eau. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, avril (1978).

16. Beard, J.D. et Tanaka, T.S. A comparison of particle counting and nephelometry. J. Am. Water Works Assoc., 59: 533 (1977).

17. Gammie, L. Particle counting and turbidity in water treatment. Dans : Proceedings of the 36th Annual Convention, Western Canada Water and Sewage Conference, du 19 au 21 septembre (1984).

18. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. Enquête sur les fibres d'amiante dans les approvisionnements en eau potable au Canada. 79-DHM-34, Direction de l'hygiène du milieu (1979).

19. Boatman, E.S. Analyzing asbestos fibers in water by means of transmission electron microscopy. J. Am. Water Works Assoc., 74: 533 (1982).

20. National Academy of Sciences. Drinking water and health. Chap. IV. U.S. National Research Council, Washington, DC (1977).

21. Narkis, N. et Rebhun, M. The mechanism of flocculation processes in the presence of humic substances. J. Am. Water Works Assoc., 67: 101 (1975).

22. Mackenthun, K.M. et Keup, L.E. Biological problems encountered in water supplies. J. Am. Water Works Assoc., 62: 520 (1970).

23. Kay, G.P., Sykora, J.L. et Burgess, R.A. Algal concentration as a quality parameter of finished drinking waters in and around Pittsburgh, Pa. J. Am. Water Works Assoc., 72: 162 (1980).

24. Foley, P.D. Experience with direct filtration at Ontario's Lake Huron treatment plant. J. Am. Water Works Assoc., 72: 162 (1980).

25. Stumm, W. et O'Melia, C.R. Stoichiometry of coagulation. J. Am. Water Works Assoc., 60: 514 (1968).

26. Stumm, W. et Morgan, J.J. Chemical aspects of coagulation. J. Am. Water Works Assoc., 54: 971 (1962).

27. Logsdon, G.S. Treatment techniques for the removal of turbidity from drinking water. Dans : Manual of treatment techniques for meeting the interim primary drinking water regulations. EPA-600/ 8-77-005, révisé en avril 1978, U.S. Environmental Protection Agency. p. 37 (1978).

28. Otson, R., Williams, D.T. et Bothwell, P.D. Comparison of trihalomethane levels and other water quality parameters for three treatment plants on the Ottawa River. Environ. Sci. Technol., 15: 1075 (1981).

29. Stinson, K.B. Treated water forever pure? Water Eng. Manage., 129: 34 (1982).

30. Nagy, L.A. et Olson, B.H. The occurrence of filamentous fungi in drinking water distribution systems. Can. J. Microbiol., 28: 667 (1982).

31. Curry, M.D. Is your water stable and what difference does it make. J. Am. Water Works Assoc., 70: 506 (1978).

32. Johnson, M.L. et Doe, P.W. Designing and constructing the Trap Falls water treatment plant. J. Am. Water Works Assoc., 75: 124 (1983).

33. Committee Report. Deterioration of water quality in large distribution reservoirs (open reservoirs). J. Am. Water Works Assoc., 75: 313 (1983).

34. Silverman, G.S., Nagy, L.A. et Olson, B.H. Variations in particulate matter, algae, and bacteria in an uncovered, finished-drinking-water reservoir. J. Am. Water Works Assoc., 75: 191 (1983).

35. McCabe, L.J., Symons, J.M., Lee, R.D. et Robeck, G.G. Survey of community water supply systems. J. Am. Water Works Assoc., 62: 670 (1970).

36. Dufor, C.N. et Becker, E. Selected data on public supplies of the 100 largest cities in the United States, 1962. J. Am. Water Works Assoc., 56: 237 (1964).

37. Baylis, J.R. Operator's viewpoint. J. Am. Water Works Assoc., 52: 1169 (1960).

38. Stacha, J.H. et Pontius, F.W. An overview of water treatment practices in the United States. J. Am. Water Works Assoc., 76: 73 (1984).

39. Hoehn, R.C. et Johnson, J.D. Disinfection, water quality control, and safety practices of the water quality industry in 1978 in the United States. J. Am. Water Works Assoc., 75: 51 (1983).

40. Atherton, T. et Goss, J. Low turbidity water from fast processes. Water Eng. Manage., 128: 40 (1981).

41. Burnham, R.A. et Trinka, W.C. Packaged plant treats turbidity. Water Eng. Manage., 129: 56 (1982).

42. Morand, J.M. et Young, M.J. Performance of package water treatment plants for small communities. Dans : Proceedings of the American Water Works Association Seminar on Innovative Filtration Techniques, Las Vegas, NV, p. 129 (1983).

43. Black, A.P. et Willems, D.G. Electrophoretic studies of coagulation for removal of organic color. J. Am. Water Works Assoc., 53: 589 (1961).

44. Black, A.P. et Christman, R.F. Characteristics of colored surface waters. J. Am. Water Works Assoc., 55: 753 (1963).

45. Pennanen, V. Humus fractions and their distribution in some lakes in Finland. Dans : Humic substances, their structure and function in the biosphere. D. Povoledo et H.L. Golterman (éd.). Pudoc, Wageningen, Pays-Bas. p. 207 (1975).

46. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Pollution Control Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14e édition, Washington, DC, p. 64 (1976).

47. Atkins, P.F. et Tomlinson, H.D. Evaluation of daily carbon chloroform extracts with CAM. Water Sewage Works, 110: 281 (1963).

48. Dennis, J.M. 1955–56 infectious hepatitis epidemic in Delhi, India. J. Am. Water Works Assoc., 51: 1288 (1959).

49. Brock, T.D. Principles of microbial ecology. Prentice-Hall, NJ, p. 72 (1966).

50. Stotzky, G. Influence of clay minerals on microorganisms. III. Effect of particle size, cation exchange capacity, and surface area on bacteria. Can. J. Microbiol., 12: 1235 (1966).

51. Berg, G. Removal of viruses from sewage, effluents, and waters. 2. Present and future trends. Bull. OMS, 49: 461 (1973).

52. Logsdon, G.S. et Lippy, E.C. The role of filtration in preventing waterborne disease. J. Am. Water Works Assoc., 74: 649 (1982).

53. Clarke, N.A., Berg, G., Kabler, P.W. et Chang, S.L. Human enteric viruses in water: source, survival and removability. Adv. Water Pollut. Res., 2: 523 (1964).

54. Foliguet, J.M. et Doncoeur, F. Élimination des enterovirus au cours du traitement des eaux d'alimentation par coagulation–floculation–filtration. Water Res., 9: 953 (1975).

55. Robeck, G.G., Clarke, N.A. et Dostal, K.A. Effectiveness of water treatment processes in virus removal. J. Am. Water Works Assoc., 54: 1275 (1962).

56. Logsdon, G.S., Thurman, V.C., Frinot, E.S. et Stoecker, J.G. Evaluating sedimentation and various filter media for removal of *Giardia* cysts. J. Am. Water Works Assoc., 77: 61 (1985).

57. Cleasby, J.L. Slow sand filtration and direct in-line filtration of a surface water. Dans : Proceedings of the American Water Works Association Seminar on Innovative Filtration Techniques, Las Vegas, NV. p. 1 (1983).

58. Haas, C.N., Meyer, M.A. et Paller, M.S. Microbial alterations in water distribution systems and their relationship to physical-chemical characteristics. J. Am. Water Works Assoc., 75: 475 (1983).

59. Snead, M.C., Olivieri, V.P., Kruse, C.W. et Kawata, K. Benefits of maintaining a chlorine residual in water supply systems. EPA-600/ 2-80-010, U.S. Environmental Protection Agency, juin (1980).

60. Goshko, M.S., Minnigh, H.A., Pipes, W.O. et Christian, R.R. Relationships between standard plate counts and other parameters in water distribution systems. J. Am. Water Works Assoc., 75: 568 (1983).

61. Reilly, J.K. et Kippin, J.S. Relationship of bacterial counts with turbidity and free chlorine in two distribution systems. J. Am. Water Works Assoc., 75: 309 (1983).

62. Sanderson, V.W. et Kelly, S. Commentaires faisant suite à l'article de N.A. Clarke *et al.*, référence 53.

63. Neefe, J.R., Baty, J.B., Reinhold, J.G. et Stokes, J., Jr. Inactivation of the virus of infectious hepatitis in drinking water. Am. J. Public Health, 37: 365 (1947).

64. LeChevallier, M.W., Evans, T.M. et Seidler, R.J. Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water. Appl. Environ. Microbiol., 42: 159 (1981).

65. Hoff, J.C. The relationship of turbidity to disinfection of potable water. Evaluation of the microbiology standards for drinking water. EPA-570/9-78-OOC, U.S. Environmental Protection Agency, p. 103 (1978).

66. Hoff, J.C. et Geldreich, E.E. Comparison of the biocidal efficiency of alternative disinfectants. J. Am. Water Works Assoc., 73: 40 (1981).

67. Sproul, O.J., Buck, C.E., Emerson, M.A., Boyce, D., Walsh, D. et Howser, D. Effect of particulates on ozone disinfection of bacteria and viruses in water. EPA-600/2-79-089, U.S. Environmental Protection Agency, août (1979).

68. Scarpino, P.V., Brigano, F.A.O., Cronier, S. et Zink, M.L. Effect of particulates on disinfection of enteroviruses in water by chlorine dioxide. EPA-600/2-79-054, U.S. Environmental Protection Agency, juillet (1979).

69. Chang, S.L., Woodward, R.L. et Kabler, P.W. Survey of free-living nematodes and amebas in municipal supplies. J. Am. Water Works Assoc., 52: 613 (1960).

70. Mott, J.B., Mulamoottil, G. et Harrison, A.D. A 13-month survey of nematodes at three water treatment plants in Southern Ontario, Canada. Water Res., 15: 729 (1981).

71. Tombes, A.S., Abernathy, A.R., Welch, D.M. et Lewis, S.A. The relationship between rainfall and nematode density in drinking water. Water Res., 13: 619 (1979).

72. Tracy, H.W., Camarena, V.M. et Wing, F. Coliform persistence in highly chlorinated waters. J. Am. Water Works Assoc., 58: 1151 (1966).

73. Bitton, G., Henis, Y. et Lahav, N. Effect of several clay minerals and humic acid on the survival of *Klebsiella aerogenes* exposed to ultraviolet irradiation. Appl. Microbiol., 23: 870 (1972).

74. Sawyer, C.N. et McCarty, P.L. Residual chlorine and chlorine demand. Dans : Chemistry for sanitary engineers. 2e édition, chap. 21. McGraw-Hill, Toronto (1967).

75. Rook, J.J. Chlorination reactions of fulvic acids in natural waters. Environ. Sci. Technol., 11: 478 (1977).

76. Geldreich, E.E., Allen, M.J. et Taylor, R.H. Interferences to coliform detection in potable water supplies. Dans : Evaluation of the microbiology standards for drinking water. EPA-570/9-78-OOC, U.S. Environmental Protection Agency, p. 13 (1978).

77. Seidler, R.J. et Evans, T.M. Project summary—Persistence and detection of coliforms in turbid finished drinking water. EPA-600/S2-82-054, U.S. Environmental Protection Agency, août (1982).

78. Herson, D.S. et Victoreen, H.T. Hindrance of coliform recovery by turbidity and non-coliforms. EPA-600/2-80-097, U.S. Environmental Protection Agency, août (1980).

79. Fenters, J.D. et Reed, J.M. Viruses in water supply. J. Am. Water Works Assoc., 69: 328 (1977).

80. Schnitzer, M. et Kahn, S.U. Humic substances in the environment. Marcel Dekker, New York, NY, p. 204 (1972).

81. Chau, Y.K. et Lum-She-Chan, K. Measurement of complexing capacity of lake waters. Dans : Humic substances, their structure and function in the biosphere. D. Povoledo et H.L. Golterman (éd.) Pudoc, Wageningen, Pays-Bas, p. 11 (1975).

82. Oliver, B.G. Heavy metal levels of Ottawa and Rideau river sediments. Environ. Sci. Technol., 7: 135 (1973).

83. Ramamoorthy, S. et Rust, R.R. Mercury sorption and desorption characteristics of some Ottawa River sediments. Can. J. Earth Sci., 13: 530 (1976).

84. Gardiner, J. The chemistry of cadmium in natural water—I. A study of cadmium complex formation using the cadmium specific-ion electrode. Water Res., 8: 23 (1974).

85. Culp, G.L. et Culp, R.L. New concepts in water purification. *Van Nostrand Reinhold, Toronto. p. 221 (1974).*

86. Wershaw, R.L., Burcar, P.J. et Goldberg, M.C. Interaction of pesticides with natural organic material. Environ. Sci. Technol., 3: 271 (1969).

87. Kahn, S.U. Adsorption of 2,4-D from aqueous solution by fulvic acid–clay complex. Environ. Sci. Technol., 4: 236 (1974).

88. Morris, R.L. et Johnson, L.G. Agricultural runoff as a source of halomethanes in drinking water. J. Am. Water Works Assoc., 68: 492 (1976).

89. Stevens, A.A., Slocum, C.J., Seeger, D.R. et Robeck, G.G. Chlorination of organics in drinking water. J. Am. Water Works Assoc., 68: 615 (1976).

90. Harms, L.L. et Looyenga, R.W. Preventing haloform formation in drinking water. EPA-600/2-80-091, U.S. Environmental Protection Agency, août (1980).

91. American Water Works Association. Treatment techniques for controlling trihalomethanes in drinking water (1982).

92. Logsdon, G.S. et Symons, J.M. Removal of asbestiform fibers by water filtration. J. Am. Water Works Assoc., 69: 499 (1977).

93. Symons, J.M. et Hoff, J.C. Rationale for turbidity maximum contaminant level. Presented at 3rd Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Atlanta, GA, du 8 au 10 décembre (1975).

94. Lawrence, J. et Zimmerman, H.W. Asbestos in water: mining and processing effluent treatment. J. Water Pollut. Control Fed., 49: 156 (1977).

95. Logsdon, G.S., Evavold, G.L., Patton, J.L. et Watkins, J. Filter plant design for asbestos fiber removal. Am. Soc. Civ. Eng. J. Environ. Eng. Div., 109: 900 (1983).

96. Logsdon, G.S., Symons, J.M. et Sorg, T.J. Monitoring water filters for asbestos removal. Am. Soc. Civ. Eng. J. Environ. Eng. Div., 107: 1297 (1981).

97. McGuire, M.J., Bowers, A.E. et Bowers, D.A. Optimizing large-scale water treatment plants for asbestos-fiber removal. J. Am. Water Works Assoc., 75: 364 (1983).

98. Farren, E.F., Buelow, R.W., Thurnau, R.C., Gardels, M., Sorrell, R.K., Snyder, P. et Dressman, R.C. Water quality deterioration in the distribution system. Presented at 5th Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Kansas City, MO, décembre (1977).

99. Setter, L.R., Regnier, J.E. et Diephaus, E.A. Radioactivity of surface waters in the United States. J. Am. Water Works Assoc., 51: 1377 (1959).

100. Straub, C.P. Significance of radioactivity data. J. Am. Water Works Assoc., 53: 704 (1961).

101. Davis, J.J. Dispersion of radioactive materials by streams. J. Am. Water Works Assoc., 50: 1505 (1958).

102. Sorg, T.J. et Logsdon, G.S. Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for inorganics: part 5. J. Am. Water Works Assoc., 72: 411 (1980).

103. Hudson, H.E. High-quality water production and viral disease J. Am. Water Works Assoc., 54: 1265 (1962).

104. Shaffer, P.T.B., Metcalf, T.G. et Sproul, O.J. Chlorine resistance of poliovirus isolants recovered from drinking water. Appl. Environ. Microbiol., 40: 1115 (1980).

105. Taylor, F.B., Eagen, J.H., Smith, H.F.A., Jr., et Coene, R.F. The cause for water-borne infectious hepatitis. Am. J. Public Health, 56: 2093 (1966).

106. Lin, S.D. *Giardia lamblia* and water supply. J. Am. Water Works Assoc., 77: 40 (1985).

107. American Water Works Association. AWWA statement of policy: quality goals for potable water. J. Am. Water Works Assoc., 60: 1317 (1968).

108. Committee Report. Waterborne disease in the United States and Canada. J. Am. Water Works Assoc., 73: 528 (1981).

109. Schnitzer, M. et Kahn, S.U. Humic substances in the environment. Marcel Dekker, New York, NY. p. 286 (1972).

110. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. Normes et objectifs de l'eau potable au Canada, 1968, p. 19 (1968).

111. U.S. Department of Health, Education and Welfare. Public Health Service drinking water standards, révisé en 1962. Environmental Control Administration, Rockville, MD, p. 21 (1962).